DOI:10.11931/guihaia.gxzw202410002

# 植物吸收全氟/多氟化合物的机制及其相互影响研究进展

黄赞唐[1]，赵丹妮[1]，潘烨鑫[1]，罗启哲[1]，敬雪皎[1]，
孙洁婷[1]，向垒[3]，莫测辉[3*]，侯学文[1,2*]

(1. 华南农业大学 生命科学学院光合作用与植物逆境生物学研究中心，广州 510642；2. 华南农业大学 生命科学学院亚热带农业生物资源保护与利用国家重点实验室，广州 510642；3. 暨南大学 生命科学技术学院广东省环境污染控制与修复材料工程中心，广州 510632)

**摘　要：**全氟辛酸(perfluorooctanoic acid, PFOA)和全氟辛烷磺酸(perfluorooctane sulfonate, PFOS)是典型的全氟/多氟化合物(per/polyfluoroalkyl substances，PFAS)，因具有优良的表面活性和极高稳定性等理化特性而应用广泛，但在其生产、使用及废弃过程中通常因进入环境而造成污染。土壤是 PFAS 的重要汇，土壤中的 PFAS 在被植物吸收、转运及积累后通过食物链在生物中富集并产生危害，并且 PFAS 在环境中具有高持久性，因此其在土壤-作物系统造成的污染风险和潜在危害越来越受到人们的关注，但目前对植物吸收积累 PFAS 的机制和效应的认识尚不系统。通过对相关文献的梳理表明，PFAS 对植物的生长发育、代谢及基因表达会产生影响，反过来植物通过对 PFAS 的吸收、转运与富集也将对其环境化学行为产生影响。该文简要介绍了 PFAS 的理化性质、用途及危害，以及从植物影响 PFAS 在土壤中的分布、植物从土壤中吸收 PFAS 并在植物中转运积累、不同植物种类及作物品种对 PFAS 吸收积累的差异、PFAS 对植物代谢及生长发育的影响和植物响应 PFAS 胁迫等方面系统地阐述植物吸收积累 PFAS 的机制和效应。该文有助于人们全面了解植物与 PFAS 间的互作关系，并为 PFAS 污染土壤的治理和利用提供基于植物的解决方案。

**关键词：**全氟辛酸，全氟辛烷磺酸，全氟/多氟化合物，环境化学，植物，相互作用
**中图分类号：**Q94　　　　　　**文献标识码：**A

# Research progress on the mechanisms of plant uptake of per/polyfluoroalkyl compounds and their mutual impacts

HUANG Zantang[1], ZHAO Danni[1], PAN Yexin[1], LUO Qizhe[1], JING Xuejiao[1],
SUN Jieting[1], XIANG Lei [3], MO Cehui[3*], HOU Xuewen[1,2*]

(1. *Center for Photosynthesis and Plant Stress Biology, College of Life Sciences, South China Agricultural University,* Guangzhou 510642, China; 2. *State Key Laboratory for Conservation and Utilization of Subtropical Agro-Bioresources, College of Life Sciences, South China Agricultural University,* Guangzhou 510642, China; 3. *Guangdong Provincial Research Center for Environment Pollution Control and Remediation Materials, College of Life Science and Technology, Jinan University,* Guangzhou 510632, China)

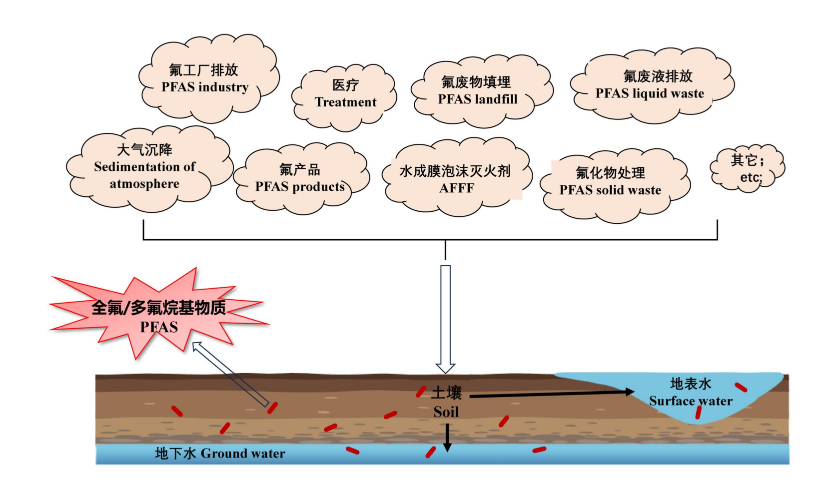
**Abstract:** Perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctane sulfonate (PFOS) are two representative per/polyfluoroalkyl substances (PFAS). Due to their excellent physical-chemical characteristics, including surface activity and high stability, these chemicals have found widespread applications in many industries. However, during their production, use, and disposal, some PFAS would enter environment as pollutants inevitably. Soil is the final and largest sink of PFAS. PFAS in soil could be absorbed, translocated, and accumulated by plants, and then enriched in organisms through the food chain and posing serious risks to animals and humans. Moreover, owing to their chemical stability, PFAS persist in the environment for extended periods, leading to their classification as persistent organic pollutants (POPs) and attracting increasing attention. However, the current understanding of the impacts and mechanisms of plant uptake and

---

**基金项目**：国家自然科学基金 (42077300, 42030713, 42177187)。
**第一作者**：黄赞唐(1997−)，硕士，主要研究方向为植物逆境生物学，(E-mail)1522570773@qq.com。
*__通信作者__：侯学文，博士，研究员，研究方向为植物逆境生物学，(E-mail) hxw1969@scau.edu.cn；
莫测辉，博士，教授，研究方向为污染生态学，(E-mail) tchmo@jnu.edu.cn。

accumulation of per/polyfluoroalkyl compounds is not well documented. Literature mining indicates that PFAS not only affect plant growth, development, metabolism, and genes expression, but also significantly influence the environmental chemistry of PFAS through absorption, transportation, and enrichment by plants. This review aims to focus on several key topics, such as the influence of plants on PFAS distribution in soil, the mechanisms of PFAS uptake and translocation/accumulation in plants, the effect of PFAS on plant metabolism and growth, and plant response to PFAS stress. This review will promote our understanding of how plants affect the environmental chemical behaviors of PFAS, and provide insights into plant-based solutions for the remediation and utilization of PFAS-contaminated soils.
**Key words:** perfluorooctanoic acid (PFOA), perfluorooctane sulfonate (PFOS), per/polyfluoroalkyl substances (PFAS), environmental chemical behaviors, plant, interaction

全氟/多氟化合物(per/polyfluoroalkyl substance, PFAS)是碳骨架上的 C-H 被 C-F 取代的人工合成化合物，由于这类化合物具有优良的热稳定性、化学稳定性、高的表面活性、极低表面张力、兼具疏油和疏水等独特性质，在多个工业领域(如航空、汽车、建筑、电子及纺织行业等)和日常消费品领域(如灭火剂、地板抛光剂、洗发水、不粘涂层、地毯及杀虫剂等)得到了广泛应用(Evich et al., 2022)。自 PFAS 从 1950S 被发明以来，据不完全统计目前在市场上有 4700 种以上的 PFAS 在售(Cousins et al., 2019)，其中以全氟辛酸(perfluorooctanoic acid, PFOA)和全氟辛烷磺酸 (perfluorooctane sulfonate, PFOS)为典型代表；而且某些 PFAS 释放到环境后可转化为 PFOA 或 PFOS，这使得 PFOA 和 PFOS 成为环境中最常检出的 PFAS (Wang et al., 2017)。由于 C-F 键是很强的共价键(3.6 eV, 116 kcal·mol$^{-1}$), 再加上分子中多个 C-F 键相邻存在，使得 PFAS 对水解、光解及生物降解具有很强抗性(Milinovic et al., 2015)。因此，PFOA 和 PFOS 在环境中非常稳定，据测算在 25℃环境中 PFOS 的半衰期可以高达 41 a 以上(Beach et al., 2006)。目前，在水体和土壤中 PFAS 已可被广泛检出，而且土壤是 PFAS 最终和最大的汇(Choi et al., 2017；Wang et al., 2018；图 1)。




表示 PFAS。

indicates PFAS.

**图 1 土壤 PFAS 主要来源及其在土壤中分布**

Fig.1 The main sources and distributions of soil PFAS

土壤中的 PFAS 能够被植物吸收并积累，再通过食物链在动物和人体内富集(Ren et al., 2022; Xing et al., 2023)。大量研究表明 PFAS 对动物和人危害严重：PFOS 和 PFOA 在人体内的半衰期分别约为 9 a 和 4 a，PFOA 在肝中最高，其次为血液、肺和肾，PFOA 被报道具有肝脏毒性、肾脏毒性、免疫毒性、神经毒性、致癌性和发育及内分泌干扰毒性等(Naomi & Yoichi, 2003; Li et al., 2017; Zhong et al., 2020; Bartell & Vieira, 2021)，因此美国环

境保护局(Environmental Protection Agency，EPA)将 PFOA 归于具持久性、生物积累性和毒性(Persistent，Bioaccumulative & Toxic，PBT)物质，为新兴的持久性有机污染物(Persistence Organic Pollutants, POPs)的代表(Liu et al., 2022)。PFOA 和相关化合物已于 2019 年被列入《关于持久性有机污染物(POPs)的斯德哥尔摩公约》(Xiang et al., 2020b)。随着毒理学研究和风险评价技术的不断进展，国际组织如欧洲食品安全委员会(European Food Safety Authority, EFSA)、EPA 等大幅下调 PFOA 等化合物的人体日允许摄入量限值(Reference doses, RfDs)，如 EFSA 最新规定 PFOA 和 PFOS 的 RfDs 分别为 0.8 $ng·kg·d^{-1}$ 和 1.8 $ng·kg·d^{-1}$，远低于此前的规定，甚至比三大致肝癌因子微囊藻毒素的 RfDs (40 $ng·kg·d^{-1}$)还低 50 倍(EFSA, 2018)。

鉴于 PFOA 和 PFOS 的危害性，它们在全球范围已被逐步禁用或限用 (UNEP, 2019)。但为满足全球市场的需求，它们的替代物被生产及使用，这些替代物主要包括短链和新型化合物，例如短链化合物全氟丁酸、丁磺酸（PFBA、PFBS），以及新型化合物六氟环氧丙烷二聚酸 HFPO-DA（GenX）和氯化多氟烷基醚磺酸 6:2Cl-PFESA（F-53B）等(Chen et al., 2023; Liu et al., 2023)。目前，除 PFOA 和 PFOS 外，它们的替代物也在环境中普遍检出；已有的研究表明这些替代物具有与传统化合物相当甚至更高的生物蓄积性和毒性作用(Chen et al., 2023; Davis et al., 2023)。

植物是 PFAS 进入动物和人体内的重要中间桥梁，但目前对植物如何影响 PFAS 在土壤中的分布、植物如何从土壤中吸收 PFAS 并在植物中转运积累、不同植物种类及作物品种对 PFAS 吸收积累的差异、PFAS 对植物代谢及生长发育的影响及植物如何响应 PFAS 胁迫等尚未有系统的认识。该文将对近年来植物吸收积累 PFAS 的机制和相互影响等方面研究进展进行梳理，为今后在此基础上利用植物分子育种等技术创制 PFAS 低积累或超积累植物品种，来获得 PFAS 安全食物及利用植物清除土壤中 PFAS 提供思路。

## 1 植物与 PFAS 间的相互影响与调控

### 1.1 不同土壤条件对植物吸收 PFAS 的影响

土壤是 PFOA 在环境中重要的汇，土壤的不同性质对植物吸收 PFOA 有显著影响。Miao 等(2017)利用采集自中国 10 个地点且组成不同的土壤对 PFOA 的吸附进行研究，结果表明土壤对 PFOA 吸附速率为假二级反应动力学，大约在 24 h 达到饱和；土壤对 PFOA 的吸附与土壤中有机碳含量和矿质组成呈正相关关系；氟化碳链与土壤有机物质的疏水相互作用是 PFOA 吸附的主要机制；PFOA 在土壤中的吸附是高度不可逆的，这暗示可以通过向污染土壤中添加有机碳来修复 PFOA 污染的农业土壤，使土壤中可被植物吸收的 PFOA 减少，从而有效降低植物中的 PFOA 含量。

土壤有机质(soil organic matter, SOM)会对 PFOA 和 PFOS 产生吸附，从而影响植物对它们的吸收。Lee 等(2021)以生菜为材料，研究不同 SOM 含量的土壤中添加颗粒活性炭(granular activated carbon, GAC)对 PFOA 和 PFOS 的吸附和吸收的影响。GAC 对 PFOA 和 PFOS 的最大吸附量分别为 9.091 $mg·g^{-1}$ 和 27.778 $mg·g^{-1}$，而在添加 0.04%腐植酸后分别下降为 5.208 $mg·g^{-1}$ 和 17.241 $mg·g^{-1}$。在 SOM 含量为 2.6 %的土壤中，生菜对 PFOA 和 PFOS 的植物吸收因子(plant uptake factor, PUF)分别为 0.629 和 0.252，但添加 1%的 GAC 后生菜对 PFOA 和 PFOS 的 PUF 显著降低至 0.006 和 0.005；同样的在 SOM 含量为 4.0%的土壤中，生菜对 PFOA 和 PFOS 的 PUF 分别为 0.353 和 0.108，添加 1%的 GAC 后生菜对 PFOA 和 PFOS 的 PUF 显著降低至 0.079 和 0.023，可使生菜中 PFAS 含量降低 4.3 至 155 倍。这一结果表明土壤中的有机质含量可显著抑制植物对 PFOA 和 PFOS 的吸收，提示可以通过增加土壤有机质的方式来减少植物对 PFAS 吸收，有利于生产 PFAS 含量降低的作物，保证农产品质量。

土壤的组成与理化性质会对植物吸收 PFAS 产生影响。Knight 等(2021)从澳大利亚多个地点采集 20 种不同类型土壤，研究 PFOA、PFOS 和全氟己烷磺酸(perfluorohexanesulphonic acid，PFHxS)在长达六个多月时间内的老化及植物吸收情况，采用多元线性回归分别将土壤对 PFOA、PFOS 和 PFHxS 的吸附系数，以及菜豆(*Phaseolus vulgaris*)对它们的生物积累因子与土壤的理化特性进行建模，分析表明土壤对 PFOA、PFOS 和 PFHxS 的吸附系数不同程度地受到土壤有机碳、pH、一些阳离子(如 $Ca^{2+}$、$Mg^{2+}$、$Na^{+}$、$K^{+}$和草酸盐可提取的 $Al^{3+}$)等土壤理化性质的影响；而生物积累因子却不与任何一项土壤理化性质紧密相关，但与土壤吸附系数呈负相关；研究还表明 PFOA、PFOS 和 PFHxS 在实验期间未见明显老化现象，这与它们在环境中半衰期较长是吻合的。

植物在生长发育过程中，根会向土壤中分泌有机酸、糖类及蛋白质等有机物质，因此种植了植物的土壤其可溶性有机碳(dissolved organic carbon，DOC)显著高于未种植植物的土壤(Yu et al., 2021)。在 PFOS 处理下低积累作物品种(low-accumulating crop variety, LACV)生菜根际土壤的 DOC 浓度低于高积累作物品种(high-accumulating crop variety, HACV)生菜根际土壤，DOC 可以使 PFOS 从吸附状态变为解吸附状态，增加植物根对 PFOS 可吸收性，因此植物根对 PFOS 的吸收与 DOC 浓度正相关，这是高/低积累 PFOS 生菜品种的成因之一(Yu et al., 2021)。Xiang 等(2018)利用 HACV 和 LACV 生菜对 PFOA 的研究结果也与此相同。

### 1.2 不同植物种类及品种对吸收 PFAS 的差异

不同种类的植物对 PFAS 的吸收表现出明显差异。Wen 等(2016) 研究玉米、大豆、胡萝卜、绿豆、生菜、苜蓿和意大利黑麦草七种植物对 PFOA 和 PFOS 的吸收转运，结果表明这些植物对 PFOA 和 PFOS 的根浓缩因子($C_{root}/C_{soil}$)分别为 1.37~4.68 和 1.69~10.3，从根向地上部的转移因子($C_{shoot}/C_{root}$)分别为 0.055~0.16 和 0.093~1.8，这些结果说明不同的植物对 PFOA 和 PFOS 的吸收及向地上部的转移能力是不同的，研究还进一步指出植物中的蛋白质含量与吸收转运呈正相关，而与脂类含量呈负相关，说明植物对 PFAS 的吸收转运可能涉及蛋白载体的转运过程(Wang et al., 2020；Yu et al., 2021)。Wang 等(2020)以美人蕉、水竹芋、风车草、芦苇、芦竹、梭鱼草、纸莎草和泽泻等八种常见的湿地植物为材料，采用解吸电喷雾电离质谱法和配备能量色散光谱仪的透射电子显微镜研究在水培条件下 PFOA 和 PFOS 的吸收积累情况，结果表明 PFOS 主要积累于根部(48.8%~95.8%)，而 PFOA 主要积累于地上部(29.3%~77.4%)；PFOA 和 PFOS 通过质外体和共质体途径从水培液进入根的皮层，在水竹芋和芦苇中再经共质体途径进入维管束，而在美人蕉和风车草中却可经由质外体和共质体途径进入维管束；水竹芋主要是通过皮层将 PFOA 和 PFOS 从根部转运至茎，而美人蕉和风车草却是通过皮层和维管束转运。此外，用春小麦、燕麦、马铃薯、玉米、黑麦、胡萝卜、黄瓜、菠菜和大葱等进行的研究表明不同植物对 PFAS 吸收积累存在明显的差异(Stahl et al., 2009；Lechner & Knapp, 2011；Lee et al., 2020)，说明对 PFAS 吸收差异在植物间广泛存在。在表 1 中，总结了 PFAS 在一些植物中的分布情况及其含量，为进一步了解植物对 PFAS 吸收积累差异提供参考。

**表 1 PFAS 在植物中的分布及含量**

Table 1 Distributions and contents of PFAS in plants

| 植物名称<br>Name of plant | 部位<br>Location | PFAS 类型<br>PFAS type | 含量<br>Content ($ng \cdot g^{-1}$) | 文献来源<br>Literature source |
|---|---|---|---|---|
| 苜蓿 | 根 Root | PFOS/PFOA | 481.4/4 310.3 | Wen et al., 2016 |
| *Medicago sativa* | 地上部 Shoot | PFOS/PFOA | 61.2/493.6 | |
| 绿豆 | 根 Root | PFOS/PFOA | 640.2/3 230.1 | |
| *Vigna radiata* | 地上部 Shoot | PFOS/PFOA | 105.5/3 500.9 | |
| 萝卜 | 根 Root | PFOS/PFOA | 403.2/1 250.3 | |
| *Raphanus sativus* | 地上部 Shoot | PFOS/PFOA | 72.3/2 227.4 | |

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| 黑麦草 | 根 Root | PFOS/PFOA | 212.4/977.8 | |
| *Lolium perenne* | 地上部 Shoot | PFOS/PFOA | 27.9/550.8 | |
| 黄豆 | 根 Root | PFOS/PFOA | 723.6/1 335.9 | |
| *Glycine max* | 地上部 Shoot | PFOS/PFOA | 39.9/123.6 | |
| 东方泽泻 *Alisma orientale* | 根 Root | PFOS/PFOA | 111.6/117.4 | Wang et al., 2020 |
| | 茎 Shoot | PFOS/PFOA | 106.9/109.9 | |
| | 叶 Leaf | PFOS/PFOA | 106.6/115.0 | |
| | 细胞壁 Cell wall | PFOS/PFOA | 94.8/98.1 | |
| | 细胞器 Organelle | PFOS/PFOA | 98.4/100.2 | |
| 黄瓜 *Cucumis sativus* | 去皮的可食用部分 Peeled edible parts | PFOS/PFOA | 1.3/23.8 | Lechner et al., 2011 |
| | 皮 Peelings | PFOS/PFOA | —— | |
| | 营养隔室 Vegetative compartments | PFOS/PFOA | 119/796 | |
| 胡萝卜 *Daucus carota* | 去皮的可食用部分 Peeled edible parts | PFOS/PFOA | 18.4/30.8 | |
| | 皮 Peelings | PFOS/PFOA | 16.4/29.3 | |
| | 营养隔室 Vegetative compartments | PFOS/PFOA | 194.9/356.7 | |
| 马铃薯 *Solanum tuberosum* | 去皮的可食用部分 Peeled edible parts | PFOS/PFOA | 0.7/7.7 | |
| | 皮 Peelings | PFOS/PFOA | 15/17.6 | |
| | 营养隔室 Vegetative compartments | PFOS/PFOA | 141.1/331.1 | |
| 燕麦 | 燕麦秸秆 Oat straw | PFOS/PFOA | 150/690 | Stahl et al., 2009 |
| *Avena sativa* | 燕麦粒 Oat grains | PFOS/PFOA | 17/54 | |
| 黑麦草 | 麦秆 Wheat straw | PFOS/PFOA | 270/1 900 | |
| *Lolium perenne* | 小麦粒 Wheat grains | PFOS/PFOA | 0/9 | |
| | 麦壳 Wheat husks | PFOS/PFOA | 2.2/4.19 | |
| 玉米 | 秸秆 Maize straw | PFOS/PFOA | 104/126 | Navarro et al., 2017 |
| *Zea mays* | 玉米叶 Maize leaves | PFOS/PFBS | 23 100/120 | |
| | 玉米穗 Maize ears | PFOS/PFOA | 3.0/4.0 | |
| | 玉米粒 Maize kernels | PFOS | 2.45 | Korucu et al., 2015 |
| 番茄 | 果实 Fruit | PFOS | 49.66 | Yoo et al., 2011 |
| Tomoto | | PFOA | 78.52 | |
| | | PFBA | 4.69 | |
| | | PFBS | 48.58 | |
| 豌豆 | 果实 Fruit | PFOS | 49.66 | |
| Pea | | PFOA | 78.52 | |
| | | PFBA | 4.68 | |
| | | PFBS | 48.58 | |
| 芹菜 | 芽 Shoots | PFOS | 1 390 | |
| Celery | | PFOA | 710 | |
| | | PFBA | 49 500 | |
| | | PFPeA | 12 800 | |
| | | PFHxA | 11 900 | |
| | | PFHpA | 2 510 | |

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| | | PFNA | 690 | |
| | | PFDA | 320 | |
| | | PFHxS | 2 310 | |
| | | PFBS | 2 210 | |
| 生菜 | 叶 Leaves | PFOS | 1 670 | |
| *Lactuca sativa* | | PFOA | 2 520 | |
| | | PFBA | 56 800 | |
| | | PFPeA | 20 400 | |
| | | PFHxA | 9 900 | |
| | | PFHpA | 2 660 | |
| | | PFNA | 2 850 | |
| | | PFDA | 520 | |
| | | PFHxS | 7 560 | |
| | | PFBS | 4 220 | |

同一种植物的不同品种对 PFAS 的吸收积累也存在差异。Xiang 等(2018)以 20 个生菜品种为材料，研究了两种不同浓度 PFOA 处理下对生菜生物量及积累 PFOA 的影响，结果表明其中 3 个 PFOA 低积累生菜品种比高积累生菜品种积累的 PFOA 低 3.7-5.5 倍；Yu 等(2018) 研究了不同生菜品种对 PFOS 的吸收积累差异，也发现高低积累品种间 PFOS 浓度相差 4.4~5.7 倍，说明筛选和研究 PFAS 低积累作物品种是保障农产品安全的重要策略之一(Xiang et al., 2020b)。进一步分析表明不同品种其根系向土壤分泌草酸等小分子有机物的多寡导致 PFOA 在土壤中吸附状态的不同、从根部往地上部转移能力的不同、在亚细胞组分分布的不同和相关转移蛋白表达水平的差异等因素可能是高低积累 PFAS 生菜品种的形成机制(Xiang et al., 2018, 2020a；Yu et al., 2018, 2021)。

**1.3** PFAS 在植物体内的转运、再分配和积累

植物根系从土壤中吸收 PFAS 后，除了部分留存于根部外，其余部分随着液流被转运至地上部并积累，即 PFAS 在植物体内存在转运、再分配和积累的现象。Wen 等(2013)以水培玉米为材料，测得 PFOA 和 PFOS 在玉米根的生物累积因子分别达 23.94 和 75.92，而根部向地上部的转移因子分别为 0.241 和 0.384，这表明玉米根系能从土壤中富集 PFOA 和 PFOS，但仅有少部分向地上部转移。Du 等(2020)以土培黄瓜为材料，研究了 $^{14}$C-PFOA 的吸收转移情况，结果表明 PFOA 在黄瓜叶片中含量最高，根次之，茎最低；根对 PFOA 的浓缩因子为 11.3~17.4，从根向茎转移因子为 0.78~0.83，向叶的转移因子为 3.28~5.41。Fan 等(2020)用 20、50 和 100 μmol·L$^{-1}$PFOA 处理拟南芥，发现地上部受到的生长抑制比根部明显，测定表明地上部 PFOA 含量明显高于根部，并且随着处理时间的增加，这种差距有扩大的趋势。Chen 等(2020)研究 PFOA 和 2,3,3,3-四氟-2-(七氟丙氧基)丙酸(GenX，PFOA 的替代品)在拟南芥和烟草的分布情况，结果表明 PFOA 在拟南芥和烟草根中的积累因子分别为 67.0 和 16.4，而 GenX 在拟南芥和烟草根中的积累因子则为 29.0 和 7.7，这说明 PFOA 在这两种植物中的积累能力强于 GenX。PFOA 和 GenX 在拟南芥中的转移因子分别为 2.77 和 2.52，而在烟草中却分别为 0.35 和 0.58，这说明在拟南芥中 PFOA 和 GenX 在地上部积累多于根部，而在烟草中则相反，这显示不同物种间的积累特性存在不同。Xiang 等(2018)以筛选到的高/低积累 PFOA 的生菜品种为材料，在 0.2、1 mg·kg$^{-1}$ PFOA 处理下 4 号 HACV 生菜的根浓缩因子分别为 13.5±2.8、9.3±0.4，从根向地上部的转移因子为 0.50±0.15、0.64±0.09，而 10 号 LACV 生菜的根浓缩因子分别为 2.3±0.2、2.9±0.19，从根向地上部的转移因子为 0.60±0.01、0.56±0.04，这些结果表明生菜中根积累的 PFOA 高于地

上部，且 HACV 根和地上部的 PFOA 均远高于 LACV。亚细胞组分分析表明，在根中高达60%左右的 PFOA 分布于细胞壁，不到 10%分布于细胞质，其余分布于细胞器中，且 HACV 分布于细胞壁的比例低于 LACV。Yu 等(2020)用 PFOS 处理高/低积累生菜品种也获得类似研究结果，说明植物细胞壁吸附固定作用是调控 PFAS 植物吸收积累的重要因素。

植物不仅能通过根吸收土壤中 PFAS 并转运至地上部，在一定条件下也能从地上部转运到根然后被外排至土壤。Wang 等(2020)研究表明湿地植物泽泻以质外体和共质体途径将 PFOA 和 PFOS 转运到根的维管束，再通过蒸腾作用进一步转运至茎和叶；将积累了 PFOA 和 PFOS 的泽泻转移至不含 PFOA 和 PFOS 的培养液中培养，PFOA 和 PFOS 也可向下转运并外排到外界环境；PFOS 在泽泻根的亚细胞分布为细胞壁(52.4%~53.7%)、细胞器(31.0%~33.4%)和可溶解部分(13.3%~15.4%)，而 PFOA 的分布为细胞壁(23.4%~25.7%)、细胞器(5.82%~6.21%)和可溶解部分(68.5%~70.4%)，亚细胞分布的差异反映了 PFOA 和 PFOS 理化性质的差异。

从上述研究可知，PFAS 在被植物根部吸收后，在植物体内存在转运、再分配和积累的现象，但不同植物间存在差异，探索这些差异存在的背后机制将更好地理解 PFAS 在植物体内的转运和积累。

### 1.4 PFAS 胁迫对植物相关代谢途径的调控

有机污染物 PFAS 被植物摄取后在植物细胞中广泛分布，通常会导致超氧自由基(reactive oxygen species, ROS)的产生，植物可通过代谢及基因表达的调整来应对产生的少量 ROS，而大量的 ROS 则对植物细胞造成伤害。Li 等(2021a)用 PFOA 处理水培生菜，发现生菜叶片 ROS($H_2O_2$ 增加 8.1%~38.7%，·OH 增加 11.3%~26.4%，$·O_2^-$增加 3.1%~22.8%)随 PFOA 剂量增加而增加，抗氧化酶(过氧化氢酶、过氧化物酶和谷胱甘肽过氧化物酶等酶活性大幅升高)与非酶抗氧化系统(谷胱甘肽、肉桂酸、对香豆酸、5-O-咖啡酰喹酸、香豆素、类黄酮、黄酮醇等多酚化合物含量上升)均被激活。Guo 等(2020)采用高通量非靶向代谢组学方法研究拟南芥叶片在 PFOS 处理 30 d 后的代谢变化，发现 53 个代谢物浓度发生了显著变化，其中 21 个上调，32 个下调。分析表明氨基酸、糖类及核苷酸等初级代谢物发生变化，这些变化为植物应对 PFOS 氧化胁迫提供了物质基础；为应对 PFOS 的氧化胁迫，还发现吲哚代谢物、苯丙烷类代谢物、类黄酮代谢物、维生素代谢物和植物激素等次生代谢产物合成均受到调控，使植物在一定程度上减少氧化胁迫的损害。

PFAS 对植物的影响，首先表现在对植物代谢的扰动上。Li 等(2020a, b)添加 500、1000、2 000 和 5 000 ng·L$^{-1}$ PFOA 和 PFOS (PFOA:PFOS 为 1:1)联合处理水培生菜 28 d，虽然根和叶的生物量均未发生明显改变，但代谢组学研究表明许多代谢物发生了显著变化。在叶中，多种金属离子如 $Na^+$(15.4%~47.8%)、$K^+$(8.1%~10.0%)、$Mg^{2+}$(14.2%~23.9%)、$Cu^{2+}$(12.6%~20.2%)、$Fe^{2+}$(1.8%~25.6%)、$Ca^{2+}$(3.8%~21.3%)和 $Mo^{6+}$(10.4%~17.9%) 均有不同程度下降，但 $Zn^{2+}$(7.4%~24.2%)却明显增加，这些金属离子浓度的变化会导致下游相关代谢发生改变；进一步分析表明氨基酸、肽类、脂肪酸和脂类等代谢物含量降低，而嘌呤及嘌呤核苷含量明显上升；植醇(14.8%~77.0%)和脱落酸(60.7%~73.8%)含量大幅降低，将导致光合作用及信号传导发生改变；还检测到多酚及酚类抗氧化物质的含量升高等，这些代谢的变化为生菜应对 PFOA 和 PFOS 的氧化胁迫伤害提供了物质基础(Li et al., 2020a)。在根中，许多关键代谢产物，如抗氧化剂、脂质、氨基酸、脂肪酸、碳水化合物、亚麻酸衍生物、嘌呤和核苷，都发生了显著变化；在 5 000 ng·L$^{-1}$ PFOA 和 PFOS 处理下，根中三羧酸循环受到扰动；分析表明生菜根通过改变细胞膜组成、对信号分子调控、增强无机氮固定、碳氮代谢重塑、能量代谢的调整、抗氧化剂合成的激活和上调嘌呤代谢等多种策略来应对 PFAS 产生的氧化胁迫(Li et al., 2020b)。

PFAS 会导致植物相关基因的表达水平发生变化。Fan 等(2020)采用 RNA-Seq 技术研究

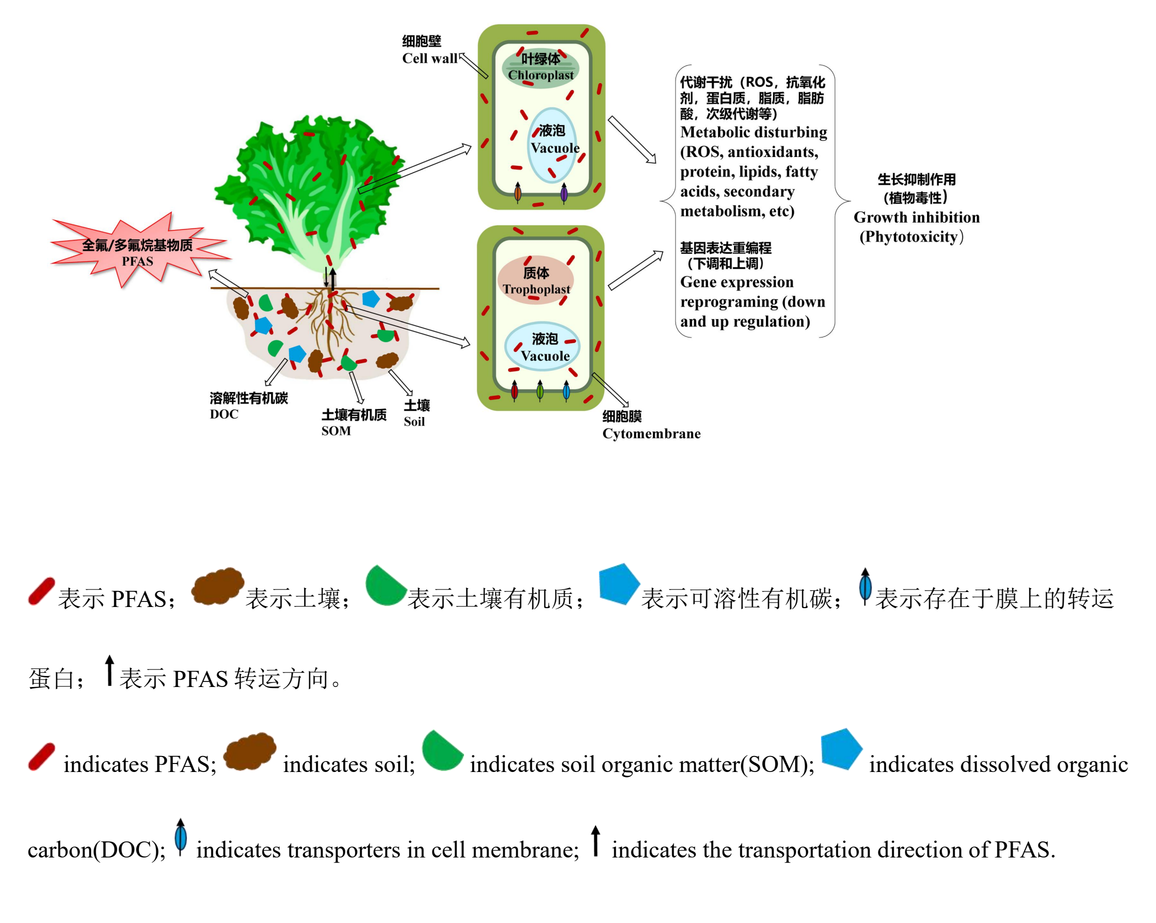
拟南芥根和地上部在 PFOA 处理下基因的表达变化，共发现 1 131 个差异表达基因，包括地上部 41 个、根部 29 个转运蛋白基因被诱导表达，其中根部和地上部共同诱导的转运蛋白基因 12 个，这些转运蛋白极有可能参与根从土壤中吸收 PFOA，或者从根到地上部的转运。另外一类值得关注的差异表达基因是参与调控 ROS 水平的基因，地上部受到的影响远大于根部，这与地上部 PFOA 积累量高于根部、地上部生长受到抑制大于根部的结果是一致的，地上部差异表达基因中有 57 个属于 ROS 诱导的特征转录产物，参与谷胱甘肽合成的谷胱甘肽-S-转移酶基因上调，采用 qRT-PCR 技术验证表明 *GSTU*9、*GSTU*24、*UGT*74*E*2、*OXI*1 和 *AOX*1*A* 等 ROS 胁迫标志基因表达水平在拟南芥地上部随 PFOA 处理浓度增加而显著上升。而且发现参与 ROS 清除的酶编码基因(*CAT*2、*APX*1、*sAPX* 和 *Fe-SOD*)均大幅下调，酶活性测定也表明 PFOA 处理的地上部这些酶活性显著低于对照。Zhang 等(2022)发现 PFOA 和 PFOS 通过调控生长素合成及信号通路基因表达，PFOS 还通过调控脱落酸信号通路基因表达，影响拟南芥根中生长素与脱落酸的含量及信号传导，对拟南芥根顶端发生组织的细胞分裂产生抑制，从而抑制主根生长。可见，随着 PFAS 在植物体内积累，其体内基因表达、生化代谢等会随之改变，最终体现在植物生理指标及表型上，表现出 PFAS 的植物毒性(Yang et al., 2015; Li et al., 2021c; Zhang et al., 2022)。

**1.5 植物对 PFAS 的转运机制**

植物对化学物质的摄取主要通过跨膜的扩散及载体介导的运输，如果一种物质其浓度依赖的摄取动力学符合米氏方程，则说明该运输过程是涉及载体介导的运输(Zhan et al., 2010)。2，4-二硝基酚(2,4-dinitrophenol, 2,4-DNP)是氧化磷酸化及质子跨膜电化学梯度的解偶联剂，Wang 等(2020)用 0.5 $mmol \cdot L^{-1}$ 的 2,4-DNP 处理泽泻发现可以降低 PFOS 和 PFOA 的吸收分别达 14.4%和 24.1%，说明泽泻对 PFOS 和 PFOA 的摄取是耗能的载体介导运输。甘油和硝酸银是水通道蛋白抑制剂，它们可以显著降低 PFOS(25.3%~30.9%)和 PFOA(22.3%~33.9%)摄取，表明水通道蛋白可以转运 PFAS 化合物。9-蒽甲酸(anthracene-9-carboxylic acid，9-AC)和 5-硝基-2-(3-苯丙胺)苯甲酸(5-nitro 2-(3-phenylpropylamine) benzoic acid, NPPB)可以阻断慢阴离子通道，4, 4′-二异硫氰基芪-2, 2′-二磺酸盐(4, 4′-diisothiocyanostilbene-2, 2′-disulfonate, DIDS)可以阻断快阴离子通道。Wang 等(2020)工作表明泽泻根对 PFOS 的摄取可以分别被 9-AC 和 NPPB 减少 11.1%和 27.6%，对 PFOA 的摄取可以分别被 NPPB 和 DIDS 减少 23.9%和 16.4%，而且 PFOS 和 PFOA 之间存在竞争效应，这些研究结果表明 PFOS 和 PFOA 的摄取依赖于相关转运蛋白，并且二者可能共用某些转运蛋白。Wen 等(2013)用玉米为材料的实验表明，玉米根对 PFOS 和 PFOA 的摄取动力学符合米氏方程，说明玉米根对它们的摄取是载体介导的过程。叠氮化钠($NaN_3$)和钒酸钠($Na_3VO_4$)是代谢抑制剂(Thompson et al., 2000，Krapfenbauer et al., 2003)，玉米根对 PFOA 的摄取可以被 $NaN_3$ 和 $Na_3VO_4$ 分别抑制 83%和 43%，却对 PFOS 的摄取无明显抑制。甘油和硝酸银分别减少玉米根对 PFOS 的摄取达 31%和 25%，却对 PFOA 的摄取无明显影响。NPPB 和 DIDS 处理减少玉米根对 PFOS 摄取达 33%和 30%，9-AC 处理减少玉米根对 PFOA 摄取达 28%。Yu 等(2021)以 PFOS 的 HACV 和 LACV 生菜为材料，发现它们对 PFOS 的摄取符合米氏方程，$NaN_3$ 和 $Na_3VO_4$ 代谢抑制剂的处理对 HACV 和 LACV 生菜摄取 PFOS 影响有限，水通道蛋白抑制剂甘油可以显著降低 HACV 和 LACV 生菜对 PFOS 的摄取分别达 32.3%和 20.1%，另一个水通道蛋白抑制剂硝酸银显著降低 HACV 和 LACV 生菜对 PFOS 的摄取达 57%~59%；9-AC 和 NPPB 显著降低 LACV 生菜对 PFOS 的摄取达 32.0%和 24.6%，显著降低 HACV 生菜对 PFOS 的摄取达 11.0%和 26.1%，但 DIDS 显著降低 HACV 生菜对 PFOS 的摄取，却对 LACV 摄取 PFOS 无影响。进一步采用 qRT-PCR 技术对 HACV 和 LACV 生菜水通道蛋白基因(*PIP*1-1 和 *PIP*2-2)、快阴离子通道蛋白基因(*ALMT*10 和 *ALMT*13)以及慢阴离子通道蛋白基因(*SLAH*1 和 *SLAH*2)表达情况进行分析，发

现 HACV 生菜中这些基因的表达水平显著高于 LACV 生菜，并且除 *ALMT*13 外均受到 PFOS 处理的显著诱导。这些代谢抑制、通道蛋白抑制及基因诱导表达等实验表明，植物对 PFAS 的摄取是载体介导的主动运输，但具体是哪些转运蛋白参与 PFAS 的吸收转运则尚未有直接的实验证据。我们目前正在采用 CRISPR/Cas9 基因组编辑技术及超表达技术创制相关候选基因的遗传材料，以期为阐明 PFAS 吸收积累机制提供更为明确的实验证据。

综上所述，许多因素可从不同层面影响植物吸收积累 PFAS，说明 PFAS 吸收积累机制的多样性与复杂性。植物对 PFAS 吸收积累不仅与 PFAS 理化性质(如链的长短、基团组成与性质等)、土壤特性(土壤成分、矿质含量、有机物含量、pH 值等)以及植物(根系蛋白含量、根系有机物及有机酸的分泌、亚细胞分布及根部往地上部转移等)有关外，这些因素之间还进一步相互作用，使植物对 PFAS 的吸收积累更加复杂；另一方面 PFAS 也对植物的代谢、基因表达和生长发育产生影响(图 2)。除了具体的实验研究外，机器学习等人工智能大模型可以帮助人们从复杂的事物中快速发现规律，Xiang 等(2023)从 2007 至 2022 年间发表的相关文献中提取数据，训练建立了植物根吸收积累 PFAS 的机器学习模型，可准确预测植物根对 PFAS(包括分枝的 PFAS 同分异构体)的根浓缩因子(root concentration factor, RCF)，这为在复杂的 PFAS-土壤-植物互作体系中快速评估植物根对 PFAS 的吸收提供了一种手段，有利于生产安全食物保障人体健康。由于 PFAS 从根向地上部的转移机制与根从土壤中吸收 PFAS 的机制不同，而且很多植物地上部是食物来源，因此建立类似的机器学习人工智能模型来预测 PFAS 从根部向地上部转移因子同样具有重要价值。




表示 PFAS； 表示土壤； 表示土壤有机质； 表示可溶性有机碳； 表示存在于膜上的转运蛋白； 表示 PFAS 转运方向。

indicates PFAS; indicates soil; indicates soil organic matter(SOM); indicates dissolved organic carbon(DOC); indicates transporters in cell membrane; indicates the transportation direction of PFAS.

**图 2 植物与 PFAS 相互影响模式图**

Fig.2 A schematic diagram of the mutual influence between plants and PFAS

# 2 展望

PFAS 因其优良的理化特性而在许多领域广泛应用，但在其生产、应用和废弃过程中不可避免地进入环境，再由于其在环境中具有持久性、生物毒性和生物累积性，是新兴的持久性有机污染物。土壤是 PFAS 最大的汇，而植物与土壤间存在密切的交互作用，一方面植物通过根从土壤中吸收 PFAS，再经由质外体和共质体途径转运至地上部，并在植物细胞中广泛分布。当 PFAS 达到一定浓度时就会产生氧化胁迫，干扰植物代谢，进而重塑基因表达谱，最终导致植物生长表型发生改变。目前研究主要集中在 PFAS 对植物生长发育的影响以及在植物体内的分布、PFAS 对植物生理、生化、代谢及基因表达等方面的影响。前已述及，研究已证实 PFAS 的吸收和转运是载体介导的主动运输过程，但目前尚未鉴定出植物中哪些载体及通道蛋白参与 PFAS 的吸收及转运过程，因此这将是今后研究工作的主攻方向。作物中存在的高/低积累 PFAS 品种，由于它们遗传背景比较接近，将是阐明 PFAS 吸收积累分子机制的理想材料；植物吸收与转运 PFAS 分子机制一旦阐明不仅具有重要的理论意义，而且还具有非常重要的潜在应用价值，即可利用植物分子育种技术培育低积累 PFAS 作物品种以提高作物的食用安全性(Xiang et al., 2020b)，以及构建超积累 PFAS 植物用于污染土壤的植物修复(Li et al., 2021b)。另一方面，植物不仅通过向土壤中分泌有机酸、糖类及蛋白质等可溶性有机碳直接对 PFAS 在土壤中的分布产生影响，而且这些可溶性有机碳还可通过招募和富集微生物间接对 PFAS 在土壤中的分布产生影响，这些相互作用及机制也将是今后研究的重点。

对 PFAS 污染土壤的合理利用与治理是值得关注的热点问题。对于 PFAS 低污染水平的土壤，可以利用作物中广泛存在高/低积累 PFAS 品种的现象，对栽培作物品种进行广泛筛选，通过 LACV 种植来生产安全食物，达到对 PFAS 污染土壤的合理利用。对于 PFAS 污染较严重的土壤，选择合适的治理措施就十分重要。在众多的污染物环境修复措施中(如物理修复、化学修复、微生物修复和植物修复等)，植物修复因其具有绿色环保、成本较低、修复效果良好且不会产生次生污染等优点而被人们寄予厚望。筛选到适合污染土壤种植、生物量大且能超积累相应污染物的超积累植物是关键，这也将是 PFAS 污染植物修复的努力方向。另外，毋庸讳言植物修复具有见效慢、周期较长等缺点，因此研究植物修复技术与其他修复技术相结合，取长补短就非常有价值，如植物修复技术联合微生物修复、纳米修复等技术在重金属污染治理中就取得了良好效果(Yulikasari et al., 2024; Zhao et al., 2024)，深入探索植物修复技术与其他修复技术的联合应用将是 PFAS 污染治理的重要发展方向。综上所述，植物与 PFAS 之间相互影响、PFAS 污染土壤的合理利用与治理等方面的深入研究与进展，将为今后涉及 PFAS 的环境保护和生态安全提供强大的科技保障。

**参考文献:**


BARTELL SM, VIEIRA VM, 2021. Critical review on PFOA, kidney cancer, and testicular cancer [J]. Journal of the Air & Waste Management Association, 71(6): 663-679.

BEACH SA, NEWSTED JL, COADY K, et al., 2006. Ecotoxicological evaluation of perfluorooctanesulfonate (PFOS) [J]. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, 186: 133-174.

CHEN CH, YANG SH, LIU YN, et al., 2020. Accumulation and phytotoxicity of perfluorooctanoic acid and 2,3,3,3-tetrafluoro-2-(heptafluoropropoxy)propanoate in *Arabidopsis thaliana* and *Nicotiana benthamiana* [J]. Environmental Pollution, 259: 113817

CHEN L, CHEN DJ, ZHOU SY, et al., 2023. New insights into the accumulation, transport, and distribution mechanisms of hexafluoropropylene oxide homologues, important alternatives to

perfluorooctanoic acid, in lettuce (*Lactuca sativa* L.) [J]. Environmental Science & Technology, 57(26): 9702-9712.

CHOI GH, LEE DY, JEONG DK, et al., 2017. Perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctanesulfonic acid (PFOS) concentrations in the South Korean agricultural environment: A national survey [J]. Journal of Integrative Agriculture, 16(8): 1841-1851.

COUSINS IT, GOLDENMAN G, HERZKE D, et al., 2019. The concept of essential use for determining when uses of PFASs can be phased out [J]. Environmental Science: Processes & Impacts, 21(11): 1803-1815.

DAVIS MJB, EVICH MG, GOODROW SM, et al., 2023. Environmental fate of Cl-PFPECAs: Accumulation of novel and legacy perfluoroalkyl compounds in real-world vegetation and subsoils. Environmental Science & Technology, 57(24): 8994-9004.

DU WC, LIU X, ZHAO LJ, et al., 2020. Response of cucumber (*Cucumis sativus*) to perfluorooctanoic acid in photosynthesis and metabolomics [J]. Science of the Total Environment 724: 138257.

EFSA Panel Contaminants Food Chain, KNUSTEN HK, ALEXANDER J, et al., 2018. Risk to human health related to the presence of perfluorooctane sulfonic acid and perfluorooctanoic acid in food [J]. EFSA Journal, 16(12): 5194.

EVICH M, DAVIS M, MCCORD J, et al., 2022. Per- and polyfluoroalkyl substances in the environment [J]. Science, 375(6580): eabg9065.

FAN LL, TANG J, ZHANG DF, et al., 2020. Investigations on the phytotoxicity of perfluorooctanoic acid in *Arabidopsis thaliana* [J]. Environmental Science and Pollution Research, 27(1): 1131-1143.

GUO QQ, HE ZY, LIU XW, et al., 2020. High-throughput non-targeted metabolomics study of the effects of perfluorooctane sulfonate (PFOS) on the metabolic characteristics of *A. thaliana* leaves [J]. Science of the Total Environment, 710: 135542.

KNIGHT ER, BRÄUNIG J, JANIK LJ, et al., 2021. An investigation into the long-term binding and uptake of PFOS, PFOA and PFHxS in soil-plant systems [J]. Journal of Hazardous Materials, 404(Part B): 124065.

KORUCU MK, GEDIK K, WEBER R, et al., 2015. Inventory development for perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) in Turkey: Challenges to control chemicals in articles and products [J]. Environmental Science and Pollution Research, 22(19): 14537-14545.

KRAPFENBAUER K, FOUNTOULAKIS M, LUBEC G, 2003. A rat brain protein expression map including cytosolic and enriched mitochondrial and microsomal fractions [J]. Electrophoresis, 24(11): 1847-1870.

LECHNER M, KNAPP H, 2011. Carryover of perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctane sulfonate (PFOS) from soil to plant and distribution to the different plant compartments studied in cultures of carrots (*Daucus carota* ssp. *sativus*), potatoes (*Solanum tuberosum*), and cucumbers (*Cucumis sativus*) [J]. Journal of Agricultural and Food Chemistry 59(20): 11011-11018.

LEE DY, CHOI GH, MEGSON D, et al., 2021. Effect of soil organic matter on the plant uptake of perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctanesulphonic acid (PFOS) in lettuce on granular activated carbon-applied soil [J]. Environmental Geochemistry and Health, 43(5): 2193-2202.

LEE DY, CHOI GH, RHO JH, et al., 2020. Comparison of the plant uptake factor of

perfluorooctanoic acid (PFOA)and perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) from the three different concentrations of PFOA and PFOS in soil to spinach and Welsh onion [J]. Journal of Applied Biological Chemistry, 63(3): 243-248.

LI K, GAO P, XIANG P, et al., 2017. Molecular mechanisms of PFOA-induced toxicity in animals and humans: Implications for health risks [J]. Environment International, 99: 43-54.

LI PY, LI JY, 2021. Perfluorooctanoic acid (PFOA) caused oxidative stress and metabolic disorders in lettuce (*Lactuca sativa*) root [J]. Science of the Total Environment, 770: 144726.

LI PY, OYANG XH, XIE XC, et al., 2020a. Perfluorooctanoic acid and perfluorooctane sulfonate coexposure induced changes of metabolites and defense pathways in lettuce leaves [J]. Environmental Pollution, 256: 113512.

LI PY, XIAO ZY, SUN J, et al., 2020b. Metabolic regulations in lettuce root under combined exposure to perfluorooctanoic acid and perfluorooctane sulfonate in hydroponic media [J]. Science of the Total Environment, 726: 138382.

LI PY, XIAO ZY, XIE XC, et al., 2021a. Perfluorooctanoic acid (PFOA) changes nutritional compositions in lettuce (*Lactuca sativa*) leaves by activating oxidative stress [J]. Environmental Pollution, 285: 117246.

LIU GX, WEI XH, LUO PR, et al., 2022. Novel fluorinated nitrogen-rich porous organic polymer for efficient removal of perfluorooctanoic acid from water. Water, 14(7): 1010.

LIU SQ, ZHOU J, GUO J, et al., 2023. Impact mechanisms of humic acid on the transmembrane transport of per- and polyfluoroalkyl substances in wheat at the subcellular level: The important role of slow-type anion channels. Environmental Science & Technology, 57(23): 8739-8749.

LI Y, HE L, LV L, et al., 2021b. Review on plant uptake of PFOS and PFOA for environmental cleanup: potential and implications [J]. Environmental Science and Pollution Research, 28(24): 30459-30470.

LI Y, LIU X, ZHENG X, et al., 2021c. Toxic effects and mechanisms of PFOA and its substitute GenX on the photosynthesis of *Chlorella pyrenoidosa* [J]. Science of the Total Environment 765: 144431.

MIAO Y, GUO XT, PENG D, et al., 2017. Rates and equilibria of perfluorooctanoate (PFOA) sorption on soils from different regions of China [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 139: 102-108.

MILINOVIC J, LACORTE S, VIDAL M, et al., 2015. Sorption behaviour of perfluoroalkyl substances in soils [J]. Science of The Total Environment, 511: 63-71.

NAOMI K, YOICHI K, 2003. Toxicity and toxicokinetics of perfluorooctanoic acid in humans and animals [J]. The Journal of Toxicological Sciences, 28(2): 49-57.

NAVARRO I, DE LA TORRE A, SANZ P, et al., 2017. Uptake of perfluoroalkyl substances and halogenated flame retardants by crop plants grown in biosolids-amended soils [J]. Environmental Research, 152: 199-206.

REN JD, POINT A, BAYGI SF, et al., 2022. Bioaccumulation of perfluoroalkyl substances in a Lake Ontario food web. Journal of Great Lakes Research, 48(2): 315-325.

STAHL T, HEYN J, THIELE H, et al., 2009. Carryover of perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctane sulfonate (PFOS) from soil to plants [J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 57(2): 289-298.

THOMPSON JG, MCNAUGHTON C, GASPARRINI B, et al., 2000. Effect of inhibitors and uncouplers of oxidative phosphorylation during compaction and blastulation of bovine embryos

cultured in vitro [J]. Journal of Reproduction and Fertility, 118(1): 47-55.
UNEP, 2019. Listing of perfluorooctanoic acid (PFOA), its salts and PFOA-related compounds; UNEP/POP/COP.9/SC-9/12.2019-12-16. https://chm.pops.int/TheConvention/Conferenceofthe Parties/ Meetings/COP9/tabid/7521/Default.aspx.
WANG Q, ZHAO Z, RUAN Y, et al., 2018. Occurrence and distribution of perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctanesulfonic acid (PFOS) in natural forest soils: A nationwide study in China [J]. Science of the Total Environment, 645: 596-602.
WANG TT, YING GG, HE LY, et al., 2020. Uptake mechanism, subcellular distribution, and uptake process of perfluorooctanoic acid and perfluorooctane sulfonic acid by wetland plant *Alisma orientale* [J]. Science of the Total Environment, 733: 139383.
WANG TT, YING GG, SHI WJ, et al., 2020. Uptake and translocation of perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctanesulfonic acid (PFOS) by wetland plants: Tissue- and cell-level distribution visualization with desorption electrospray ionization mass spectrometry (DESI-MS) and transmission electron microscopy equipped with energy-dispersive spectroscopy (TEM-EDS) [J]. Environmental Science & Technology, 54(10): 6009-6020.
WANG ZY, BOUCHER JM, SCHERINGER M, et al., 2017. Toward a comprehensive global emission inventory of C-4-C-10 perfluoroalkanesulfonic acids (PFSAs) and related precursors: focus on the life cycle of C-8-based products and ongoing industrial transition [J]. Environmental Science & Technology, 51(8): 4482-4493.
WEN B, LI LF, LIU Y, et al., 2013. Mechanistic studies of perfluorooctane sulfonate, perfluorooctanoic acid uptake by maize (*Zea mays* L. cv. TY2) [J]. Plant and Soil, 370(1/2): 345-354.
WEN B, WU YL, ZHANG HN, et al., 2016. The roles of protein and lipid in the accumulation and distribution of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoate (PFOA) in plants grown in biosolids-amended soils [J]. Environmental Pollution, 216: 682-688.
XIANG L, CHEN L, YU L, et al., 2018. Genotypic variation and mechanism in uptake and translocation of perfluorooctanoic acid (PFOA) in lettuce (*Lactuca sativa* L.) cultivars grown in PFOA-polluted soils [J]. Science of the Total Environment, 636: 999-1008.
XIANG L, CHEN XT, YU PF, et al., 2020a. Oxalic acid in root exudates enhances accumulation of perfluorooctanoic acid in lettuce [J]. Environmental Science & Technology, 54(20): 13046-13055.
XIANG L, LI YW, YU PF, et al., 2020b. Food safety concerns: Crop breeding as a potential strategy to address issues associated with the recently lowered reference doses for perfluorooctanoic acid and perfluorooctane sulfonate [J]. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 68(1): 48-58.
XIANG L, QIU J, CHEN QQ, et al., 2023. Development, evaluation and application of machine learning models for accurate prediction of root uptake of per- and poly-fluoroalkyl substances [J]. Environmental Science & Technology, 57(46): 18317-18328.
XING YD, ZHOU Y, ZHANG X, et al., 2023. The sources and bioaccumulation of per- and polyfluoroalkyl substances in animal-derived foods and the potential risk of dietary intake [J]. Science of the Total Environment, 905: 167313.
YANG X, YE C, LIU Y, et al., 2015. Accumulation and phytotoxicity of perfluorooctanoic acid in the model plant species *Arabidopsis thaliana* [J]. Environmental Pollution, 206: 560-566.
YOO H, WASHINGTON JW, JENKINS TM, et al., 2011. Quantitative determination of

perfluorochemicals and fluorotelomer alcohols in plants from biosolid-amended fields using LC/MS/MS and GC/MS [J]. Environmental Science & Technology, 45(19): 7985.

YULIKASARI A, TANGAHU BV, NURHAYATI E, et al., 2024. A comprehensive review of integrated phytoremediation and nanoparticlemethods for heavy metal in red mud [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 288: 117381.

YU PF, LI YW, ZOU LJ, et al., 2021. Variety-selective rhizospheric activation, uptake, and subcellular distribution of perfluorooctanesulfonate (PFOS) in lettuce (*Lactuca sativa* L.) [J]. Environmental Science & Technology, 55(13): 8730-8741.

YU PF, XIANG L, LI XH, et al., 2018. Cultivar-dependent accumulation and translocation of perfluorooctanesulfonate among lettuce (*Lactuca sativa* L.) cultivars grown on perfluorooctanesulfonate-contaminated soil [J]. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 66(50): 13096–13106.

ZHANG P, SUN LL, LIU F, et al., 2022. Perfluorooctanoic acid and perfluorooctane sulfonic acid inhibit plant growth through the modulation of phytohormone signalling pathways: Evidence from molecular and genetic analysis in *Arabidopsis* [J]. Science of the Total Environment, 851: 158287.

ZHAN XH, MA HL, ZHOU LX, et al., 2010. Accumulation of phenanthrene by roots of intact wheat (*Triticum acstivnm* L.) seedlings: Passive or active uptake [J]. BMC Plant Biology, 10: 52.

ZHAO SP, YAN L, KAMRAN M, et al., 2024. Arbuscular mycorrhizal fungi-assisted phytoremediation: A promising strategy for cadmium-contaminated soils [J]. Plants, 13: 3289.

ZHONG Y, SHEN L, YE X, et al., 2020. Mechanism of immunosuppression in zebrafish (*Danio rerio*) spleen induced by environmentally relevant concentrations of perfluorooctanoic acid [J]. Chemosphere, 249: 126200.